

*Визначено технологічні рішення для зниження концентрації сполук нітрогену на 75 % в процесі очищення стічної води з метантенків після зброджування посліду птахів. Показано вплив структури косубстрату на зміну вмісту сполук нітрогену у стічній воді в процесі отримання біогазу з посліду. Визначено технологічні параметри (час гідравлічного утримання, співвідношення потоків) анаеробно-аеробного процесу очищення стоків*

*Ключові слова: зброджування посліду, косубстрат, стічна вода, нітрифікація-денітрифікація, анаеробно-аеробний процес*

*Определены технологические решения для снижения концентрации соединений азота на 75 % в процессе очистки сточной воды из метантенков после сбраживания помета птиц. Показано влияние структуры косубстрата на изменение содержания соединений азота в сточной воде в процессе получения биогаза из помета. Определены технологические параметры (время пребывания воды в системе, соотношения потоков) анаэробно-аэробного процесса очистки стоков*

*Ключевые слова: сбраживание помета, косубстрат, сточная вода, нитрификация-денитрификация, анаэробно-аэробный процесс*

УДК 620.92

DOI: 10.15587/1729-4061.2016.72336

# ТЕХНОЛОГІЯ АНАЕРОБНО- АЕРОБНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНОЇ ВОДИ ВІД СПЛУК НІТРОГЕНУ ПІСЛЯ ОДЕРЖАННЯ БІОГАЗУ

Н. Б. Голуб

Доктор технічних наук, професор\*

E-mail: golubnb@ukr.net

О. А. Козловець

Інженер

ТОВ «Енвітек»

пр. Червонозоряний, 6А, м. Київ, Україна, 03037

E-mail: aakozlovac@gmail.com

Д. В. Воєвода

Аспірант\*

E-mail: dariyavoiyevoda@gmail.com

\*Кафедра екобіотехнології та біоенергетики

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ, Україна, 03056

## 1. Вступ

При анаеробній утилізації відходів тваринництва, а особливо відходів вирощування птиці виникає проблема утилізації стоків після відділення твердої фази в сепараторі на виході з метантенку [1]. У процесі переробки відходів за виробництва біогазу при завантаженні метантенку 5 % за сухою речовиною у безперервному режимі ферментації утворюється 90 м<sup>3</sup>/добу стоків при об'ємі метантенку 3000 м<sup>3</sup> з терміном знаходження сировини 24 доби [2]. Стоки є висококонцентрованими і мають в своєму складі високий вміст амонійного азоту (до 180 мг/дм<sup>3</sup>), що ускладнює технологію їх очищення і унеможливує їх скид в природні водойми.

Тому розробка технологічних рішень очищення стічної води з високою концентрацією іонів амонію є актуальною проблемою.

## 2. Аналіз літературних даних та постановка проблеми

Для зниження вмісту у ферментері та стоках азотмісних сполук використовують коферментацію, додаючи до посліду відходи сільськогосподарських культур [3] (кукурудзу, очерет, буряковий жом [4],

пивну дробину, відходи паперу) або відходи харчових виробництв [5] у різних співвідношеннях в залежності від сировини, що використовуються як косубстрат. При цьому концентрація посліду складає біля 30 % [6].

За такого підходу при збільшенні поголов'я птахів необхідно збільшувати кількість сільськогосподарських відходів, доставка яких підвищує вартість біогазу. Тому визначення складу косубстрату, за використання якого знижується вміст іонів нітрогену у середовищі при збільшенні вмісту посліду, є актуальною проблемою [7].

У технологіях, що застосовуються для утилізації іонів амонію в стічній воді, використовуються різні модифікації біологічних методів [8]: послідовні анаеробно-аеробні, або з поверненням стічної води в анаеробний реактор, аноксидні процеси та їх комбінації [9]. Методи є малоефективними, оскільки зниження концентрації сполук нітрогену, в основному, відбувається за рахунок приросту біомаси мікроорганізмів, а не за утворення молекулярного N<sub>2</sub> [10], який вивільняється в атмосферу. Тим більше, що висока концентрація іонів амонію може викликати загибель мікроорганізмів або інгібування процесів їх життєдіяльності.

Одним з достатньо нових методів є використання *anammox*-бактерій [11]. Така технологія з викорис-

танням спеціальних носіїв для іммобілізації мікроорганізмів дозволяє очищувати стічні води за азотом амонійним з ефективністю 97 % [11] за використання концентрації амонійного нітрогену 150 мг/дм<sup>3</sup> [12]. Використання послідовно серії реакторів з анаеробними, аеробними та аноксидними умовами перебігу біологічних процесів авторам роботи [13] вдалося досягти показників 2 мг/дм<sup>3</sup> на виході з очисних споруд при очищенні стічної вод з концентрацією азоту амонійного 20–50 мг/дм<sup>3</sup> на вході. Слід зауважити, що в рішеннях очищення стічної води від сполук нітрогену, які пропонуються, використовуються концентрації іонів амонію до 70 мг/дм<sup>3</sup>, які значно нижчі, ніж у стоках після бродіння посліду [14].

Тому дана робота присвячена вирішенню проблеми утилізації сполук нітрогену у стічній воді з метантенку після ферментації посліду для можливості її повторного використання.

### 3. Мета та задачі дослідження

Метою роботи є розробка технологічного рішення зниження концентрації сполук нітрогену та органічних сполук у стічній воді з метантенків.

Для досягнення мети вирішували такі задачі:

- дослідження впливу структури косубстрату на вміст іонів амонію у стічній воді з метантенка;
- визначення часу гідралічного утримання стічної води в аеробному реакторі в залежності від концентрації іонів амонію та ХСК;
- встановлення співвідношення аерованих та анаерованих потоків стічної води для проведення *anaptoх*-процесу.

### 4. Матеріали та методи дослідження способу очищення стічної води з метантенка від сполук нітрогену

#### 4.1. Досліджувані матеріали та обладнання для визначення впливу косубстрату на вміст іонів амонію у стічній воді з метантенка

Основним субстратом являвся послід курей вологістю – 32 %. Як косубстрат використовували папір (целюлоза – 98 %, лігнін – 2 %) [15], очерет (целюлоза – 43,5 %, лігнін – 37 %) [16], конопля (целюлоза – 34–48 %, геміцелюлоза – 21–37 %, лігнін – 16–28 % в залежності від сорту) [17].

Вибір косубстратів базувався на:

- збільшенні використання у світі, як пакувального матеріалу паперу;
  - збільшенні сільськогосподарських площ під коноплю, сорти якої не містять наркотичних речовин і використовуються для виробництва паперу та інших речовин, відходи яких необхідно переробляти;
  - заростання берегів річок України очеретом та дешевих методах його збору та доставки;
  - найбільшому виходу біогазу в процесі ферментації.
- Ферментацію посліду проводили у реакторах об'ємом 1,8 дм<sup>3</sup>, при температурі 36±2 °С, протягом 21 доби.

Для вимірювання концентрації іонів NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> використовували іономір І-160МІ. Аналіз проводиться за стандартною методикою [18].

#### 4.2. Матеріали та обладнання для дослідження способу очищення стічної води від сполук нітрогену

Установка, де проходив процес денітрифікації, об'ємом 1,8 дм<sup>3</sup> має в своєму складі механічну мішалку для інтенсифікації масообмінних процесів та синтетичні носії для іммобілізації асоціації мікроорганізмів збагаченої *anaptoх*-бактеріями. Концентрація біомаси у анаеробному реакторі досягає 9–10 г/дм<sup>3</sup>. Швидкість перемішування становила 50–60 об/хв.

Склад біогазу, що одержували в процесі денітрифікації, визначали за допомогою газового хроматографа ЛХМ-8-МД (1987) за стандартною методикою [19]. Хроматограф містить дві колонки, одна для визначення Н<sub>2</sub>, О<sub>2</sub>, СН<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>, друга – СО<sub>2</sub>. Температура колонок – 50 °С, температура випарювача – 50 °С, температура детектора – 50 °С, струм детектора – 50 мА. Газ-носії – аргон, швидкість потоку газу – 30 см<sup>3</sup>/хв. Об'єм проб газу на першій колонці – 2,5 см<sup>3</sup>, на другій – 1 см<sup>3</sup>.

Відсотковий вміст газів – Н<sub>2</sub>, СО<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, СН<sub>4</sub> і О<sub>2</sub> – у газовій суміші

$$C = KSM, \quad (1)$$

де С – відсотковий вміст певного компонента газу в суміші; К – коефіцієнт газового компонента (відповідно до табл. 1); S – площа трикутника на хроматограмі.

Таблиця 1

Коефіцієнти компонентів газу після процесу денітрифікації

Компонент газу	Коефіцієнт, К
N <sub>2</sub>	0,0069
O <sub>2</sub>	0,0052
H <sub>2</sub>	0,0016
CO <sub>2</sub>	0,0217
CH <sub>4</sub>	0,0024

Аерацію проводили в ємностях прямокутної форми, знизу яких встановлено два аератори з розмірами пор 0,4 мм. Витрати повітря становили 3,5 дм<sup>3</sup>/хв. Концентрація біомаси у аеробному реакторі досягає 6–7 г/дм<sup>3</sup>.

Хімічне споживання кисню визначали за стандартною методикою [20].

### 5. Результати дослідження способу очищення стічної води з метантенку після зброджування посліду

Для визначення впливу структури целюлозовмісної сировини на процес утилізації іонів амонію при метановому зброджуванні та зниження його концентрації у стічній воді використовували три види косубстрату: папір, очерет, конопля, які давали найвищий вихід біогазу при співвідношенні компонентів послід/косубстрат 1:1. Вміст у стоках сполук нітрогену та ХСК після ферментації (21 доба) наведено в табл. 2. У процесі метаногенезу не утворюються нітрати. Слід зауважити, що біогаз містив до 9 % азоту за використання коноплі, і 7 % за використання інших косубстратів.

Як видно з даних табл. 2 за використання відходів паперу та очерету (зразок 1, 2) як косубстрату вміст ХСК на виході з метантенку у 1,5 рази нижчий, ніж за використання коноплі. У той же час концентрація іонів

амонію за використання коноплі та паперових відходів (зразок 1, 3) у 2 рази нижча, ніж за використання очерету, як косубстрату при зброджуванні посліду. На концентрації нітрит іонів склад косубстрату не впливає. Слід зауважити, що нітрат іони в процесі зброджування посліду з будь-яким косубстратом не утворюються.

Для очищення стічної води від сполук нітрогену пропонується декантат поділяти на два потоки. У одному потоці очищення стічної води відбувається в аеробних умовах, у другому – анаеробних. На рис. 1 наведено динаміку зміни концентрації іонів амонію у стічній воді в залежності від терміну утримання води в аеробному реакторі.

Таблиця 2

Вміст сполук нітрогену та ХСК у стічній воді з метантенку

Показник	1. Послід – паперові відходи (1:1)	2. Послід – очерет (1:1)	3. Послід – конопля (1:1)
ХСК, мг $O_2$ /дм <sup>3</sup>	1200±50	1040±50	1800±100
$NO_2^-$ , мг/дм <sup>3</sup>	2,0±0,04	1,4±0,03	1,6±0,03
$NH_4^+$ , мг/дм <sup>3</sup>	74±3,5	138±7	69±3,5

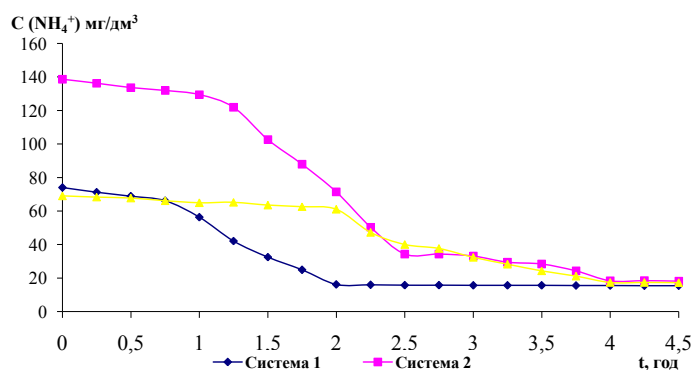


Рис. 1. Зміна концентрації амонійного азоту  $C(NH_4^+)$  в залежності від часу гідравлічного утримання води ( $t$ ) для різних косубстратів: 1 – відходи паперу, 2 – очерет, 3 – конопля (системи наведені відповідно до табл. 2)

Як видно з рис. 1 початок окиснення іонів амонію відбувається через різний проміжок часу в залежності від складу стічної води. Так, в системах з меншою кількістю органічних сполук (1 та 2) утилізація амонію починається раніше: через 45 хвилин для системи 1 та 1 годину для системи 2. При концентрації ХСК 1800 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup> (система 3) окиснення іонів амонію починається через 2 години і триває довший термін. Також з рис. 1 видно, що чим нижча концентрація ХСК, тим швидше відбувається процес окиснення амонійного нітрогену (система 2).

Для з'ясування максимального зниження концентрації іонів амонію і утворення азоту ( $N_2$ ) в анаеробному реакторі досліджували співвідношення об'ємів аеробного та анаеробного потоків. Стічну воду після процесу аерації відстоювали і направляли до анаеробного реактора-денітрифікатора, в якому відбувалось анаеробне очищення іншої частини стічної води після сепарації. До надходження аерованої води в реактор відбувається мікробна деградація органічної речовини і зниження значення ХСК. Час утримання води в аеробному та анаеробному реакторах однаковий. Ре-

актор містить волокнисті носії, на яких іммобілізовано гідробіонти, які збагачені *anammox*-бактеріями.

На рис. 2 наведено зміну концентрації іонів амонію від співвідношення потоків, які направлені до аеробного реактора за терміну утримання в ньому стічної води 1 годину для діаграми а, 1,5 години для діаграми б, 2 години для діаграми в. При цьому не враховували зміну концентрації іонів амонію у реакторі після внесення до нього аеробного потоку.

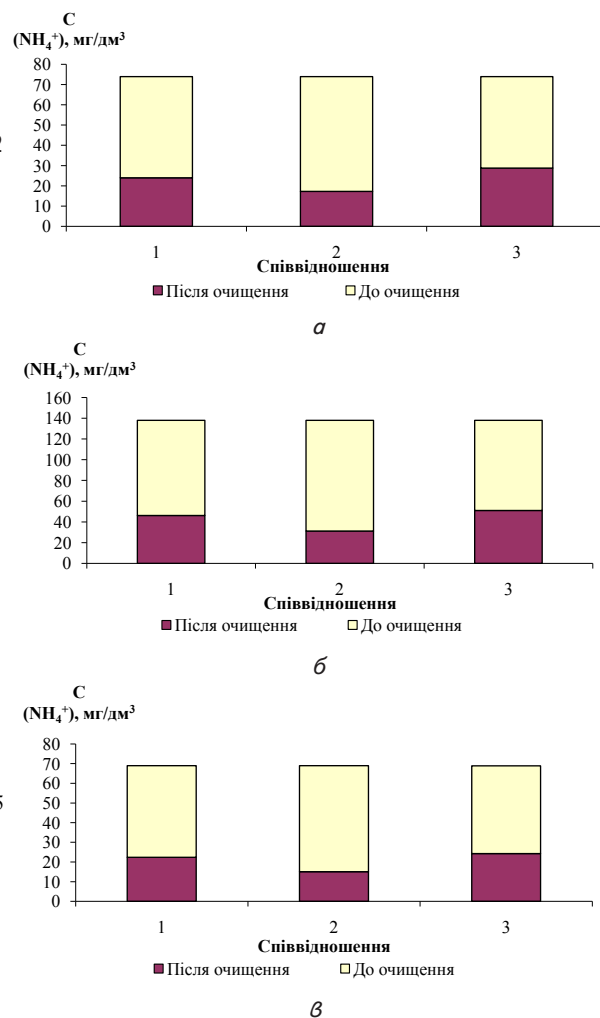


Рис. 2. Зміна концентрації іонів амонію  $C(NH_4^+)$  на виході в залежності від співвідношення аеробного та анаеробного потоків: а – 1:1; б – 2:1; в – 3:1 відповідно

Як видно з рис. 2, найбільше зниження вихідної концентрації іонів амонію відбувається за використання співвідношення аеробного та анаеробного потоків 2:1. Згідно даним хроматографічного аналізу вміст азоту в біогазі досягає 30 % за використання співвідношення потоків з аеробного та анаеробного реакторів для усіх систем 2:1. При зміні співвідношення потоків вміст азоту в біогазі знижується до  $25 \pm 3$  % за використання співвідношення 1:1 і  $22 \pm 2$  % за співвідношення 3:1.

Ступінь очищення стічної води після запропонованого методу наведено на рис. 3.

Встановлені параметри процесу, які наведені на рисунку 3 дозволяють суттєво знизити вміст іонів амонію в стічній воді, що дає можливість її повторного

використання в технологічному процесі одержання біогазу з пташиного посліду.

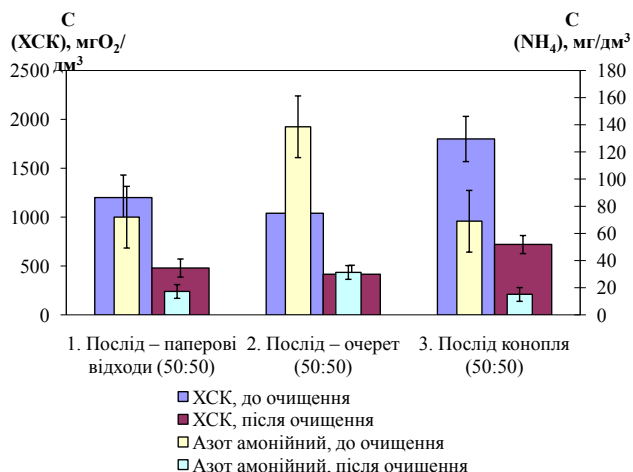


Рис. 3. Показники стічної води ХСК та  $C(NH_4^+)$  до та після очищення аеробно-анаеробним способом при розділенні потоків у співвідношенні 2:1 за різного гідравлічного утримання стічної води в залежності від ХСК та концентрації іонів амонію. Час утримання система 1 – 1 год., система 2 – 1,5 год., система 3 – 2 год

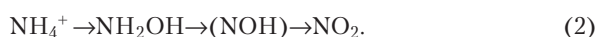
## 6. Обговорення результатів зниження концентрації сполук нітрогену у стічній воді з метантенку

Виходячи з даних табл. 2, можна констатувати, що використання целюлозовмісної сировини з низьким вмістом лігніну (зразок 1, 3) знижує вміст іонів амонію у стічній воді за рахунок першочергової деструкції вуглеводневих сполук, а не білків, що містяться у посліді, оскільки в результаті їх деструкції відбувається утворення іонів амонію (зразок 2). Також підвищення вмісту лігніну у косубстраті до 37 % (зразок 2) уповільнює швидкість деструкції очерету, що призводить до зниження вмісту ХСК у стічній воді по відношенню до сировини, що містить меншу кількість лігніну (конопля 16–28 %).

Підвищений вміст лігніну також впливає на розвиток мікроорганізмів, що містяться в біоценозі ферментера, оскільки утруднює доступ до живильних речовин і знижує швидкість приросту біомаси. Це призводить до підвищеного вмісту іонів амонію, які утворюються за рахунок розкладу сечовини.

Таким чином, для зниження вмісту іонів амонію у стічній воді метантенків при бродінні посліду необхідно використовувати целюлозовмісну сировину з низьким вмістом лігніну.

Виходячи з даних, що наведено на рис. 2, співвідношення потоків при поділі декантату після сепарації залежить від концентрації іонів амонію та ХСК. При збільшенні ХСК та іонів амонію частина води, що направлена до аеробного реактора, більша за кількість, що направлена до анаеробного реактора. В аеробному реакторі відбувається спочатку утилізація органічних речовин, а потім окиснення нітрогену до  $NO_2^-$  за такою схемою [15]:



Також за таких умов відбувається утворення  $NO_3^-$  в процесі нітрифікації.

У відповідності до отриманих даних (рис. 2) раціональним є співвідношення аеробного та анаеробного потоків 2:1.

Час гідравлічного утримання стічної води в аеротенку залежить в першу чергу від концентрації ХСК. Як видно з рис. 1 раціональним є термін утримання води в аеротенку, год.: 1 – 1–2 год.; 2 – 1,5–2,5 год.; 3 – 2–4 год. Зниження вмісту ХСК в анаеробному процесі відбувається повільніше, ніж в аеробному, оскільки швидкість метаболізму аеробів 3–6 разів вище. Тому час гідравлічного утримання води буде визначатись за зниженням значення ХСК в анаеробному реакторі.

При змішуванні потоків за використання *anammox*-бактерій відбувається утворення молекулярного азоту за схемою:



Також молекулярний азот утворюється в процесі життєдіяльності інших видів мікроорганізмів при споживання іонів амонію та нітрату. Окрім молекулярного азоту в анаеробному реакторі (денітрифікаторі) утворюються також продукти метанового зброджування ( $CH_4$ ,  $H_2$ ,  $CO_2$ ). Проте, на відміну від біогазу, що утворюється в метантенку, біогаз з денітрифікатора має низьку калорійність за рахунок високого вмісту (до 30 %) молекулярного азоту (негорючий компонент) та  $CO_2$  і може використовуватись для видалення кисню з води перед відстоюванням після аеробного реактора.

## 7. Технологічний процес очищення стічної води з метантенка від іонів амонію для її повторного використання

На основі одержаних даних розроблено технологічні рішення анаеробно-аеробного очищення стічної води з високим вмістом амонійного азоту після ферментативного процесу отримання метану з посліду. Принцип технології полягає в розділенні потоку після сепаратору на два. Один направляється на аеробне доочищення, де одночасно відбувається процес нітрифікації. Другий надходить безпосередньо в денітрифікатор, який містить асоціацію мікроорганізмів, збагачену *anammox*-бактеріями. Під час об'єднання потоків в денітрифікаторі відбувається процес утворення з іонів амонію та нітрату молекулярного азоту за рівнянням (3). Схема очищення стічної води від органічних сполук та сполук нітрогену після утворення біогазу в процесі бродіння посліду наведена на рис. 4.

Стічна вода після сепаратору 6, де видаляється тверда фракція, розділяється на два потоки у співвідношенні аеробне:анаеробне очищення (1,5–2):1 і подається в аеробний 7 та анаеробний 11 реактори. Більша частина стічної води надходить в аеротенк 7, де відбувається її доочищення від органічних сполук та проходить процес нітрифікації з утворенням  $NO_3^-$  та  $NO_2^-$ . Інша частина, яка збагачена амонійним азотом  $NH_4^+$ , надходить до анаеробного реактора 11, де відбувається її очищення від органічних сполук і утворення біогазу. Біогаз за допомогою насоса 10 перекачується на барботування в основний метантенк 1.



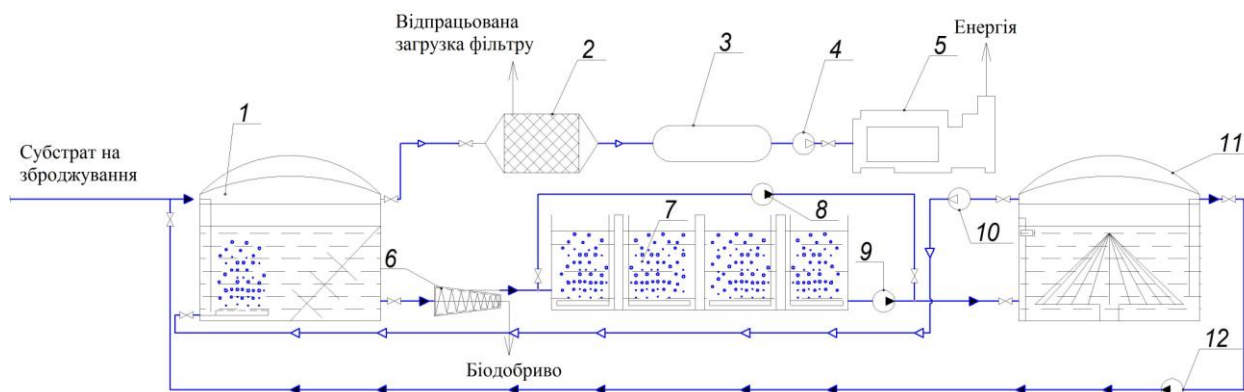
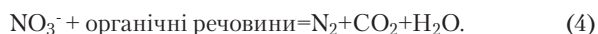


Рис. 4. Схема очищення стічної води після метаногенезу: 1 – метантенк, 2 – фільтр очистки біогазу, 3 – газгольдер для накопичення очищеного біогазу, 4 – компресор подачі біогазу на когенерацію, 5 – когенераційна установка, 6 – сепаратор, 7 – аеротенк, 8 – насос перекачування стічної води з метантенка до денітрифікатора, 9 – насос подачі стічної води з аеротенка через систему ежекції на денітрифікатор, 10 – насос подачі газу, що утворився, в метантенк для барботування, 11 – денітрифікатор, 12 – насос подачі очищеної води на повторне використання

Після процесу аерації стічна вода за допомогою насоса 9 надходить на ежекцію, де видаляється повітря і відбувається її відстоювання. Стічна вода з аеротенка надходить до анаеробного реактора 11, куди була направлена вода з метантенка 1. В анаеробному реакторі 11 відбувається процес денітрифікації за перебігу реакцій (4) та:



Реактор 11 обладнаний інертними носіями для збільшення кількості мікроорганізмів та гідробіонтів, а також для інтенсифікації процесів очищення стічної води. Анаеробний реактор 11 також обладнаний спеціальною погрузною мішалкою для інтенсифікації процесу утворення молекулярного азоту.

Після очищення стічної води від органічних речовин та сполук нітрогену очищена вода повертається до метантенка 1, де знову приймає участь у метановому зброджуванні. Запропоноване технологічне рішення дозволяє використовувати стічну воду метантенків після очищення як оборотну, що знижує собівартість біогазу та зменшує антропогенне навантаження на довкілля. Окрім позитивного екологічного ефекту використання такої технології дозволяє додатково отримувати біологічні добрива, які містять усі необхідні компоненти для розвитку рослин.

## 8. Висновки

1. На концентрацію іонів амонію та ХСК у стічній воді після процесу метаногенезу з посліду впливає компонентний склад косубстрату, який використовується. Косубстрат, що містить більше лігніну, сприяє підвищенню вмісту іонів амонію вдвічі, по відношенню до субстратів, кількість лігніну в яких не перевищує 25 % і не підвищує вміст органічних сполук у стічній воді. Нижча кількість лігніну призводить до підвищеного вмісту органічних речовин у стічній воді на 70 %.

2. При розділенні потоку час гідравлічного утримання стічної води у аеробному реакторі залежить від концентрації органічних речовин і іонів амонію. За концентрації ХСК до  $1200 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$  і іонів амонію до  $70 \text{ мг}/\text{дм}^3$  раціональним є час гідравлічного утримання стічної води в аеротенку 1–2 год., при підвищенні іонів амонію до  $130 \text{ мг}/\text{дм}^3$  – 1,5–2,5 год., при збільшенні ХСК до  $1800 \text{ мг}/\text{дм}^3$  – 2–4 год.

3. Запропонована технологія дозволяє знизити концентрацію іонів амонію на 75 % при поділі стічної води для проведення процесів нітрифікації та денітрифікації (1,5–2):1.

## Література

- Гелетуха, Г. Г. Современное состояние и перспективы развитие биоэнергетики в Украине. Аналитическая записка БАУ № 9 [Текст] / Г. Г. Гелетуха, Т. А. Железня, П. П. Кучерук, Е. Н. Олейник. – Биоэнергетическая ассоциация Украины, 2013. – 25 с.
- Li, X. Development of Bioelectrochemical Systems to Promote Sustainable Agriculture [Text] / X. Li, I. Abu-Reesh, Z. He // Agriculture. – 2015. – Vol. 5, Issue 3. – P. 367–388. doi: 10.3390/agriculture5030367
- Kozlovets, O. Technology of anaerobic–aerobic treatment wastewaters from nitrogen compounds after biogas production [Text] / O. Kozlovets, D. Voyevoda, N. Golub // Agroinkom. – 2015. – Vol. 6, Issue 4. – P. 43–46.
- Eusebi, A. L. Nitrogen removal from temperate anaerobic–aerobic two-stage biological systems: impact of reactor type and wastewater strength [Text] / A. L. Eusebi, N. Martin-Garcia, E. J. McAdam, B. Jefferson, J. N. Lester, E. Cartmell // Journal of Chemical Technology and Biotechnology. – 2013. – Vol. 88, Issue 11. – P. 2107–2114. doi: 10.1002/jctb.4102
- Sgroi, F. Economic evaluation of biogas plant size utilizing giantreed [Text] / F. Sgroi, M. Fodera, A. M. Di Trapani, S. Tudisca, R. Testa // Renewable and Sustainable Energy Reviews. – 2015. – Vol. 49. – P. 403–409. doi: 10.1016/j.rser.2015.04.142
- Igwe J. Production of Biogas from Paper Waste Blended With Cow Dung [Text] / J. Igwe // IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology. – 2014. – Vol. 8. – P. 58–68. doi: 10.9790/2402-081025868
- Швед, О. М. Сучасні технології вилучення азоту зі стічних вод [Текст] / О. М. Швед, Р. О. Петріна, О. Я. Карпенко, В. П. Новіков // Biotechnologia acta. – 2014. – Vol. 7, Issue 5. – P. 108–113. doi: 10.15407/biotech7.05.108
- Zhu, G. Anammox bacterial abundance, biodiversity and activity in a constructed wetland [Text] / G. Zhu, S. Wang, X. Feng // Environmental science & technology. – 2011. – Vol. 45, Issue 23. – P. 9951–9958. doi: 10.1021/es202183w

9. Strous, M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [Text] / M. Strous, J. J. Heijnen, J. G. Kuenen, M. S. M. Jetten // *Applied Microbiology and Biotechnology*. – 1998. – Vol. 50, Issue 5. – P. 589–596. doi: 10.1007/s002530051340
10. Shved, O. Anammox enrichment and constructed wetland inoculation for improvement of wastewater treatment performance [Text] / O. Shved, S. Dehestaniathar, V. Novikov // *J Adv Environ Health Res*. – 2014. – Vol. 2, Issue 3. – P. 189–195.
11. Graaf, A. A. Van de Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor [Text] / A. A. Van de Graaf, P. De Bruijn, L. A. Robertson et al. // *Microbiology*. – 1996. – Vol. 142. – P. 2187–2196.
12. Luesken, F. A. Simultaneous nitrite-dependent anaerobic methane and ammonium oxidation processes [Text] / F. A. Luesken, J. Sanchez, T. A. van Alen, J. Sanabria, H. J. M. Op den Camp, M. S. M. Jetten, B. Kartal // *Applied and Environmental Microbiology*. – 2011. – Vol. 77, Issue 19. – P. 6802–6807. doi: 10.1128/aem.05539-11
13. Саблій, Л. А. Вплив анаеробних умов на біологічне очищення господарсько-побутових стічних вод [Текст]: зб. наук. пр. / Л. А. Саблій // *Вісник НУВГП*. – 2012. – С. 24–29.
14. Mendes, C Modeling simultaneous carbon and nitrogen removal (SCNR) in anaerobic/anoxic reactor treating domestic wastewater [Text] / C. Mendes, K. Esquerre, L. M. Queiroz // *Journal of Environmental Management*. – 2016. – Vol. 177. – P. 119–128. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.04.016
15. Amon, Th. Biogas production from maize and dairy cattle manure–Influence of biomass composition on the methane yield [Text] / Th. Amona, B. Amona, V. Kryvoruchkoa, W. Zollitschb, K. Mayerc, L. Gruberd // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2007. – Vol. 118, Issue 1-4. – P. 173–182. doi: 10.1016/j.agee.2006.05.007
16. Corno, L. New energy crop giant cane (*Arundo donax* L.) can substitute traditional energy crops increasing biogas yield and reducing costs [Text] / L. Cornoa, R. Pilub, F. Tambonea, B. Scagliaa, F. Adania // *Bioresource Technology*. – 2015. – Vol. 191. – P. 197–204. doi: 10.1016/j.biortech.2015.05.015
17. Kreuger, E. Biogas production from hemp – evaluation of the effect of harvest time on methane yield [Text] / E. Kreuger, F. Escobar, S.-E. Svensson, L. Bjornsson // *Biomass and bioenergy*. – 2011. – Vol. 35. – P. 893–900.
18. Иономер лабораторный и 160ми [Текст]: руководство по эксплуатации. – Общество с ограниченной ответственностью «Измерительная техника», 2007. – 69 с.
19. Лейбниц, Э. Руководство по газовой хроматографии. Часть 1 [Текст] / Э. Лейбниц, Х. Г. Штруппе. – М.: Мир, 1988. – 480 с.
20. КНД 211.1.4.021–95 [Текст]. – Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в поверхневих і стічних водах.